

Dispositif prioritaire Afrique de l'Est : Projet scientifique et partenariats

L'objet du document est de présenter le projet scientifique du DPAE, dédié au pilotage et la mobilisation de l'hétérogénéité fonctionnelle des paysages dans le contexte des Hauts Plateaux d'Afrique de l'Est, au service de la production agricole et de l'adaptation des sociétés rurales face au changement.

1. Introduction

Modèle dominant depuis les années 60, l'agriculture intensive est aujourd'hui remise en cause. La raréfaction des ressources en eau, engrais minéraux et énergie, ainsi que leur renchérissement du fait du coût de l'énergie fossile en rendent l'adhésion moins rentable pour les agricultures du Nord et inaccessible à celles du Sud. D'autre part, l'exemple des régions où ce modèle a profondément modifié les paysages agricoles montre qu'il s'accompagne d'une pollution des eaux de surface comme celles des nappes, ne permet pas d'entretenir l'aptitude des sols à produire et concourt à une baisse drastique de la biodiversité (Krebs et al. 1999 ; MA, 2005). Enfin, et en relation avec l'évolution naturelle des espèces sous l'effet d'une pression de sélection, de nombreux bioagresseurs développent des résistances aux produits chimiques utilisés pour les contrôler (Groeters et Tabaschnik, 2000 ; Friesen et al., 2000).

Face à ce constat, des auteurs comme Matson et al. (1997), Cassman (1999) ou encore Altieri (1999) militent pour un 'autre modèle d'agriculture intensive', emprunt de savoirs traditionnels et nourri de savoirs écologiques. Ce courant de pensée s'adresse à l'agriculteur pour la mise en œuvre de pratiques destinées à augmenter la biodiversité au niveau de la parcelle cultivée ou dans son entourage immédiat, et ceci afin de mobiliser certains services des écosystèmes (The Benefits People Derive from ecosystem). Les travaux de (i) Brévault et al. (2007), Metay et al. (2007) et Jacometti et al., (2007) respectivement sur la biodiversité faunistique du sol, la séquestration du carbone et le contrôle des maladies en lien avec les pratiques de l'agriculture de conservation, ceux de (ii) Siles et al. (2010), Mouen Bedimo et al. (2008) respectivement sur la régulation du climat local et le contrôle des maladies en lien avec l'agroforesterie, ou encore ceux de (iii) Cook et al. (2007) et Hassanali et al. (2008) sur les stratégies de 'push-pull' dans le cadre de la lutte intégrée des ravageurs (IPM), s'inscrivent dans ce courant.

Cependant, avec la prise de conscience sociale de la crise environnementale induite par la domination de l'espèce humaine sur la biosphère, la réflexion en matière d'agriculture n'est plus réservée à l'agronomie. En réaction aux travaux du Millenium Ecosystem Assessment (MA, 2003), un modèle d'agriculture durable se dessine en effet, ayant un large recours aux services des écosystèmes (SE). Cette nouvelle approche des questions agricoles s'appuie sur une réflexion conduite par des économistes et des écologues, chaque discipline apportant une représentation théorique originale des systèmes biophysiques et socio-économique en jeu dans les ES. Observées par des écologues, les pratiques agricoles exercées au niveau de la parcelle et de l'exploitation affectent 'hors site' les propriétés du paysage (Clough et al., 2007 ; Fisher and Lindenmayer, 2007 ; Thenail et al., 2009) et par conséquent la fourniture d'ES à une échelle plus large (Tscharntke et al., 2005) . C'est le cas en particulier de la régulation des ravageurs par leurs ennemis naturels (Wilby and Thomas, 2002 ; Bianchi et al., 2006), de la

pollinisation des cultures par les abeilles (Kremen et al., 2004), ou encore de la résistance aux espèces invasives (Zavaleta and Hulvey, 2004).

En économie, l'inaptitude de l'économie de marché à traiter des externalités de l'activité humaine, à l'exemple de la pollution ou des services de régulation 'hors site', conduit à proposer un cadre original reposant sur la prise en compte d'un capital naturel (Gottfried et al., 1996). Les SE consistent alors en 'un flux de matériel, d'énergie et d'information issu du capital naturel qui se combinent avec les services du capital manufacturé et humain pour produire le bien-être humain' (Costanza et al., 1997). Dans ce cadre, les SE peuvent faire l'objet d'un paiement de la part des bénéficiaires au profit des pourvoyeurs (PSE), à l'exemple de la régulation locale de l'érosion en amont des réseaux hydroélectriques (Gómez-Delgado et al., 2011), ou encore du climat global en regard de la séquestration du carbone (Jindal et al., 2008).

Deux approches coexistent donc autour des SE, celle (i) des sciences agronomiques (sensu lato) qui s'intéressent à l'action de l'agriculteur sur les espaces ou s'exercent les actes techniques et celle (ii) de l'écologie et de l'économie qui considèrent les externalités de l'activité agricole en regard de l'aptitude du paysage résultant à délivrer des services. L'objectif du DP est de composer les deux approches dans le contexte particulier des Hauts Plateaux de l'Afrique de l'Est, afin de (i) donner consistance au terme de pilotage des ES en regard de l'action individuelle et collective et (ii) inscrire ce pilotage dans l'enjeu de réduire la vulnérabilité des sociétés considérées aux changements. Par action collective, s'entend ici l'émergence d'un dessein collectif comme cadre de l'action individuelle.

Cet objectif renvoie à l'appel lancé par des auteurs comme Tscharntke et al. (2005) ou Fischer et Lindenmayer, (2007) pour une approche pluridisciplinaire du développement agricole, de la biodiversité fonctionnelle et des SE, et relayé par Chevassus au Louis (2006) en tant 'qu'agronomie totale', construite selon une triple alliance entre sciences agronomiques, sociales et écologiques.

2. Contexte de la recherche : les hauts plateaux d'Afrique de l'Est (HPAE)

Ethiopie, Kenya, Ouganda, Tanzanie, Burundi et Rwanda se partagent les hauts plateaux d'Afrique de l'Est (1200 m d'altitude moyenne) qui, même s'ils ne couvrent que le quart du territoire global de l'ensemble des pays, concentrent une part importante de la population rurale. Ces plateaux se caractérisent par une grande variabilité spatiale de topographie sur de faibles distances. Sur le plan agricole, cette topographie contrastée génère une importante variabilité spatiale de climats et par voie de conséquence de potentialités agricoles avec deux saisons des pluies et de fortes précipitations dans certaines zones alors que d'autres ne présentent qu'une seule saison et une pluviosité erratique. L'exploitation de cette topographie, au sein des Hauts plateaux comme à leur périphérie (à interface à l'interface de zones arides), permet l'exploitation d'une grande variété d'espèces à l'échelle du village, voir même du particulier (Pender et al., 2006 ; voir détail en Annexe I).

Bien que les HPAE présentent des conditions exceptionnelles en matière de potentialités agricoles, la région se caractérise par un taux élevé de pauvreté. La principale raison en est qu'elle abrite les plus fortes densités de populations rurales mondiales avec pour conséquence une taille réduite des exploitations familiales. La pauvreté est également associée à la qualité des sols et au relief qui génère des coûts de transports des marchandises élevés. Du fait de la saturation des espaces disponibles, l'expansion n'est plus possible et le développement agricole repose essentiellement sur l'intensification de la production (Pender et al., 2006).

Si dans les paysages dominés par les cultures industrielles l'intensification agricole se traduit par une spécialisation de la production et une simplification des paysages caractéristiques du modèle d'agriculture intensive mondial, il n'en est rien dans ceux où l'agriculture familiale prédomine. Le modèle défendu par Geertz (1963) associant intensification et perte de biodiversité ne s'applique pas à l'agriculture familiale des HPAE. Dans celle-ci, des niveaux élevés de diversification du système de production sont en effet délibérément entretenus lors des processus d'intensification, à la fois comme (i) stratégie de prévention des risques d'échec d'une des activités, en lien notamment avec les conditions climatiques, (ii) comme moyen de réduire l'incidence des dégâts d'insectes, et (iii) comme moyen de lisser la demande en main d'œuvre dans le temps (Netting and Stone, 1996 ; Conelly et Chaiken, 2000). Dans ces agricultures où les apports d'engrais minéraux sont faibles, la productivité et la biodiversité sont liées à la fertilité des sols (Hagdu et al., 2009). L'effet de la pression de population sur la dégradation des terres est complexe. D'un côté, la dégradation s'accroît en relation avec la mise en valeur de terres fragiles et la disparition des jachères (Cassman, 1999). De l'autre elle favorise l'intensification du travail et 'l'intelligence technique' des agriculteurs (knowledge intensity) avec pour conséquence l'amélioration de leur condition de vie. L'exemple des Luhya au Kenya (Conelly et Chaiken, 2000) montre toutefois que malgré une longue tradition agricole (Thomson, 1962) et la sophistication des pratiques en matière de diversification et d'exploitation de la biodiversité spatiale et temporelle, la taille réduite des exploitations met en danger la société du point de vue de la sécurité alimentaire et la rend particulièrement vulnérable aux changements climatiques (Mati, 2000).

2. Méthodologie

2.1. Hypothèses

L'hypothèse 'globale' sous-jacente au projet scientifique du DPAE, est que l'intensification agricole et l'attendu en matière d'amélioration du 'bien être' des populations rurales reposent sur (i) l'organisation fonctionnelle des territoires aux différentes échelles spatiales de la parcelle, de l'exploitation agricole et du paysage et (ii) l'interaction entre les différents socio-écosystèmes impliqués dans la gestion de la production et de l'environnement.

L'hypothèse 'locale' repose sur la diversité d'écosystèmes sur de courtes distances, et l'aptitude à mobiliser un réseau social de proximité pour qu'émerge un dessein collectif consensuel en matière de SE. Cette hypothèse n'interdit pas le recours aux systèmes d'incitations cités plus haut comme le PSE ou les politiques locales d'aménagement du territoire.

Compte-tenu du niveau élevé de diversification que présente déjà l'agriculture familiale dans les Hauts Plateaux de l'Afrique de l'Est, cette hypothèse s'inscrit dans une conception 'Bosérupienne' du développement, déjà vérifiée dans le cas de ces sociétés (Tiffen and Mortimer, 1994).

2.2. Cadre conceptuel

Ce cadre traite de la prise en compte de la complexité dans l'étude des écosystèmes anthropisés et du pilotage de tels systèmes dans le contexte de l'agriculture familiale en Afrique de l'Est.

Niveau d'analyse

Le niveau d'analyse adopté est celui du 'système socio-écologique', tel que défini par la Resilience Alliance (<http://www.resalliance.org>) comme un ensemble d'interactions dynamiques entre facteurs biologiques et sociaux, entre populations, sociétés et environnement (figure 1). La résilience d'un tel système repose à la fois sur la durabilité de la ressource et celle du système social gestionnaire. Elle suppose que le groupe social envisagé ait une capacité d'adaptation propre à atténuer l'exposition de l'écosystème ou à réguler sa sensibilité aux effets du changement, notamment climatique. Cette acception du concept de SE place « l'action » au centre des travaux de recherche et de leur application au développement.

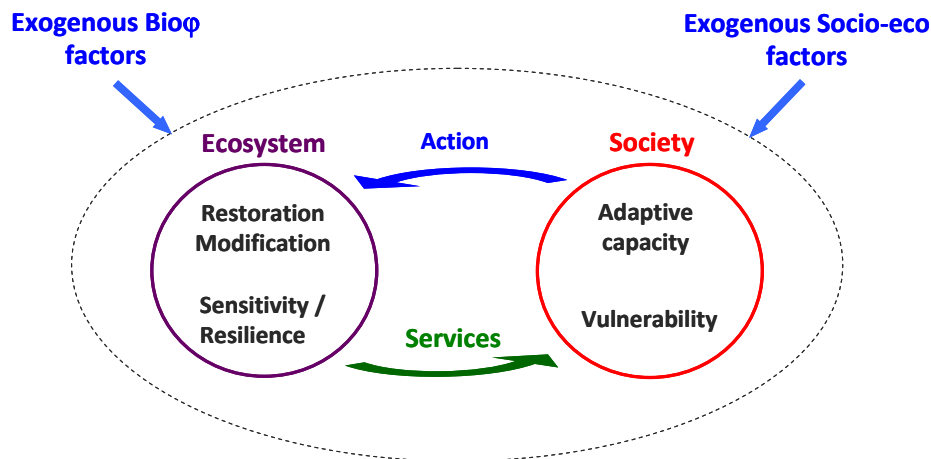


Figure 1 : le système socio-écologique (SSE). Le SSE associe une société à l'écosystème sur lequel elle agit pour obtenir des services dans un environnement fluctuant, d'ordre biophysique à l'exemple du changement climatique ou social, à l'exemple du marché (d'après Locatelli et al., 2008).

Approche de la complexité

Afin de rendre compte des phénomènes impliqués dans les fonctions de l'écosystème (voir Annexe II), l'écologie a développé une représentation des écosystèmes anthropisés qui repose sur l'existence de flux entre patch dans le temps et l'espace (Gustafson, 1998 ; Haila, 2002 ; Vandermeer and Perfecto 2007). Cette représentation s'applique notamment à l'étude des flux d'organismes, de matière et d'énergie, ainsi que leur régulation dans le cadre de l'écologie spatiale (Pickett et Cadenasso, 1995).

Pour l'étude de tels systèmes, Meyer (1997) énonce six principes de base à prendre en compte:

1. Les écosystèmes sont des systèmes ouverts, ce qui conduit à tenir compte des flux au niveau des bordures de l'écosystème considéré et les liens de celui-ci avec les écosystèmes environnants
2. Les écosystèmes sont sujets à des variations temporaires et des évolutions permanentes ; le présent exprime l'héritage de perturbations passées (contingence).
3. Les écosystèmes présentent une hétérogénéité spatiale à quelque échelle qu'on les considère, et la plupart des processus écologiques dépendent de cette hétérogénéité.
4. Les effets indirects sont plus la règle que l'exception dans la plupart des écosystèmes
5. Les fonctions de l'écosystème dépendent de la structure biologique de l'écosystème
6. Bien que plusieurs espèces assurent la même fonction au sein de l'écosystème (redondance), celles-ci répondent de façon différente à une variation de

l'environnement biotique ou abiotique, réduisant ainsi la variation de la fonction des écosystèmes dans un environnement changeant (response diversity / sensitivity and resilience).

La pluralité d'objets d'étude et de travaux rapportés dans la littérature permet à Cadenasso et al. (2006) de proposer une gradation en matière de complexité (figure 2), selon les trois dimensions (i) d'hétérogénéité (composition et structure des systèmes), (ii) de connectivité (organisation des systèmes) et (iii) de contingence (histoire des interrelations).

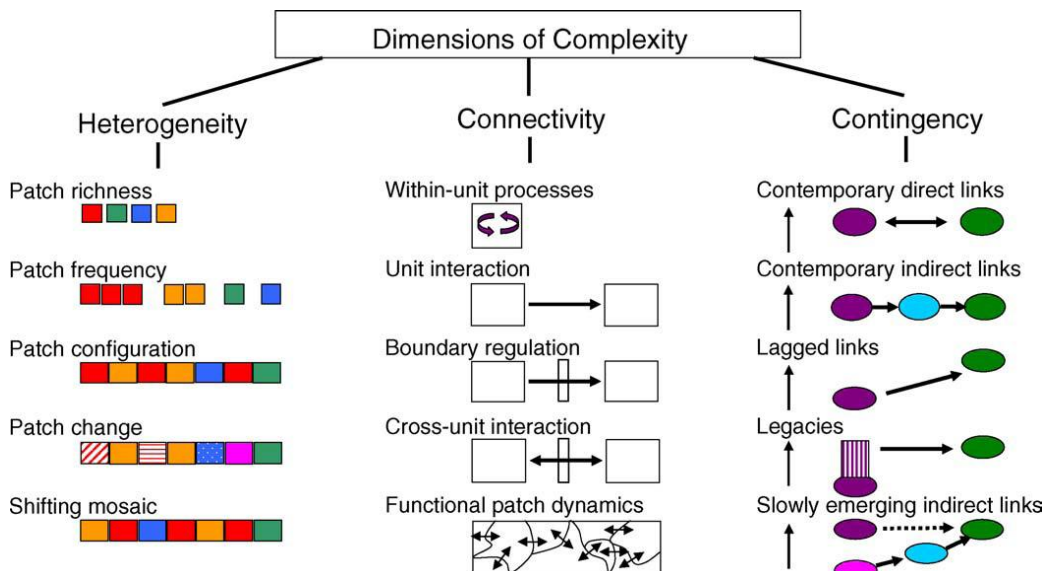


Figure 2: Framework for biocomplexity. The three dimensions of biocomplexity are spatial heterogeneity, organizational connectivity, and temporal contingencies. Components of the framework are arrayed along each axis increasing in complexity. For example, a more complex understanding of spatial heterogeneity is achieved as quantification moves from patch richness, frequency and configuration to patch change and the shift in the patch mosaic. Complexity in organizational connectivity increases from with-in unit process to the interaction of units and the regulation of that interaction to functional patch dynamics. Finally, historical contingencies increase in complexity from contemporary direct effect through lags and legacies to slowly emerging indirect effects. The arrows on the left of each illustration of contingency represent time (Cadenasso et al., 2006).

Cette représentation adoptée pour l'étude des fonctions de l'écosystème au sein d'écosystèmes anthropisés s'applique au cas des SE qui en constituent un sous-ensemble considéré comme intéressant pour l'espèce humaine (Kremen, 2005).

La proposition

Action et complexité

La proposition consiste à envisager l'action dans le cadre de la représentation des systèmes complexes proposée par les écologues. Cette posture conduit à étudier les flux (organismes, matière et énergie), et les bénéfices sociaux obtenus en matière d'accès aux ressources, d'efficacité d'utilisation des ressources et de résilience sociale, selon l'action conduite :

1. à l'interface entre écosystèmes :

Plusieurs cas d'interaction se présentent dans le contexte des HPAE, (i) redevables de l'action d'une communauté sur plusieurs écosystèmes, à l'exemple de l'utilisation du gradient de

cultures lié à l'altitude (Pender, 2006), de l'interface entre espace cultivé et naturel (protégé ou non), ou encore, comme c'est le cas dans la zone des Lacs, entre agriculture et exploitation des ressources halieutiques, (ii) redevables de l'interaction entre communautés dans des zones de transition en périphérie urbaine, entre agriculture familiale et industrielle, ou encore à la frontière entre les HPAE et les zones arides périphériques.

Le cas type de l'interaction entre espaces et sociétés en fonction du temps est celui rapporté sur les relations entre agriculture et élevage, avec pour les éleveurs un bénéfice en matière de disponibilité spatio-temporelle de ressource fourragère et pour les agriculteurs un bénéfice en matière de fertilisation organique du territoire (Rufino et al., 2010).

2. à l'usage de la régulation des flux latéraux :

La régulation des flux latéraux (van Noordwijk et al., 2004) s'exerce au travers de l'hétérogénéité des systèmes, de la connectivité et de la contingence (Tscharntke et al., 2005). Ces paramètres dépendent de l'organisation fonctionnelle du paysage par les individus et les communautés susceptibles d'en piloter les traits.

Le cas type de la régulation des flux latéraux est celle relative aux flux hydriques et l'érosion à l'échelle d'un bassin versant, en relation avec l'introduction d'une biodiversité à l'échelle de la parcelle, à l'exemple de l'agroforesterie en système caféier (Gomez-Delgado et al., 2011).

3. sous l'effet de perturbations d'origine anthropique :

Le cas type de perturbation est celui de l'homogénéisation de la conduite de culture selon le modèle de l'agriculture intensive, telle que dénoncée par les écologues (MA, 2003 et 2005). Dans les HPAE, ce cas est surtout observé en conditions de culture industrielle. Toutefois, d'autres perturbations sont susceptibles d'altérer la fourniture de SE en conditions de cultures familiales, et ceci en relation avec une altération (i) de la biodiversité générée par l'introduction de cultures OGM, comme prévu au Kenya sur maïs (Karembu et al., 2010), ou encore (ii) de l'hétérogénéité du fait du succès d'une culture, alimentaire à l'exemple du maïs au détriment d'une pluralité d'autres céréales dont le sorgho, ou de rente (cash crop), et aggravée par la généralisation d'une pratique culturale à l'échelle d'un bassin de production.

Action individuelle et action collective

Compte-tenu d'une superficie moyenne d'exploitation dépassant rarement 2ha, les paysages correspondant à l'agriculture familiale des HPAE se caractérisent par un grain particulièrement fin et un espace décisionnel limité de l'agriculteur en tant qu'individu par rapport à l'organisation du paysage.

Dans ce contexte particulier, le pilotage des SE doit donc être réfléchi et décidé de manière collective, ce qui amène à proposer que l'action collective réponde aux principes (i) de hiérarchie pour l'émergence d'un dessein collectif accepté en regard de la pluralité d'objectifs individuels et sectoriels au niveau d'un territoire (trade-off), (ii) de complémentarité des actions individuelles vis-à-vis de l'hétérogénéité et de la connectivité, et (iii) de coordination des diverses actions vis-à-vis de la contingence.

2.3. La plateforme de recherche

Fonctions et enjeux

Dans le cas des sociétés agricoles qui intéressent le projet, plusieurs systèmes socio écologiques (SES) interagissent sur un même espace, celui (i) des communautés locales au niveau de la famille (ou du clan), du quartier, du village ou sur d'autres espaces (communautés linguistiques, ...), (ii) des filières auxquelles l'agriculteur participe au niveau

du bassin de production (vivrier de rente, culture industrielle, élevage viande et lait, ...), et enfin s'il se met en place, celui (iii) du collectif mobilisé pour un service particulier, à l'exemple de l'érosion dans un bassin versant. L'exploitation agricole, en tant que SES unitaire, se situe à l'intersection de ces différents socio-écosystèmes.

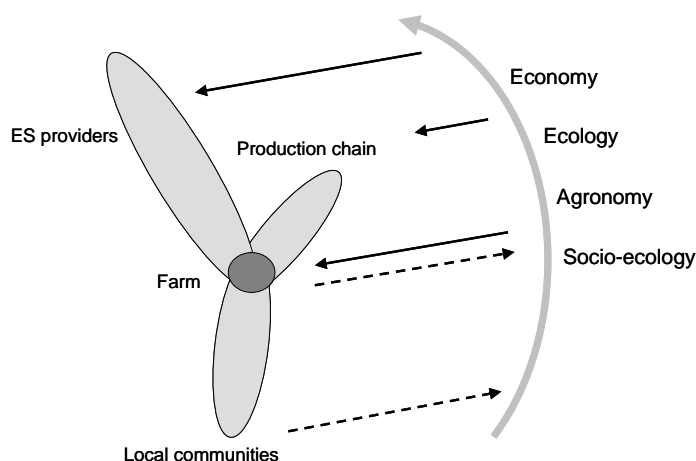


Figure n°2 : l'exploitation agricole, système socio-écologique (SES) unitaire à la croisée de SES de différentes natures, locaux, filières de production et collectifs en émergence pour la gestion des services des écosystèmes. Ces différents SES entretiennent avec la Recherche des flux de savoirs académique (traits pleins) et profanes (traits pointillés).

A la croisée de ces différents SES, l'agriculteur est amené à prendre des décisions techniques sur le système complexe dont il est gestionnaire. Ces décisions mobilisent un savoir technique permettant l'adaptation au changement, à l'exemple de 'l'intelligence technique' développée en lien avec la densité de population (Conelly et Chaiken, 2000). Ces savoirs profanes font l'objet d'investigations (Sinclair et Walker, 1998 ; Walker et Sinclair, 1998) et sont reconnus comme complémentaires aux travaux de recherche sur les systèmes complexes en écologie (Moller et al., 2004) et appliqués aux services des écosystèmes (van Noordwijk et al., 2004).

Le DPAE représente une plate-forme d'assemblage de savoirs, académiques pluridisciplinaires et profanes pour le pilotage et la mobilisation de l'hétérogénéité fonctionnelle des paysages dans le contexte des Hauts Plateaux d'Afrique de l'Est, au service de la production agricole et de l'adaptation des sociétés rurales face au changement.

L'enjeu de la construction est de composer l'approche 'top down' des écologues et économistes impliquées dans le management des SE, avec celle 'bottom-up' des disciplines agronomiques au profit de la décision de l'agriculteur (action individuelle) et des communautés en présence (action collective) au niveau d'un territoire (figure n°2).

Originalité du DPAE

La proposition scientifique

Vis-à-vis de la communauté d'économistes et d'écologues impliqués dans l'études des SE, la proposition s'inscrit comme une articulation fonctionnelle entre (i) la diversité gérée au sein

de l'exploitation et (ii) la diversité générée à un niveau supérieur par une variabilité de pratiques d'une exploitation à l'autre (van Noordwijk et al., 2004 ; Brock et al., 2009).

Vis-à-vis des sciences agronomiques, la posture généralement retenue vis-à-vis des SE est celle d'une action en faveur d'une augmentation de la complexité des systèmes agricoles au niveau du champ cultivé et de son environnement immédiat, ainsi qu'en matière de diversification des productions (Altieri, 1999). Cette posture correspond à une situation 'post-agriculture intensive' rencontrée dans les pays du Nord et en condition de culture industrielle. Notre proposition s'applique au contexte de l'agriculture familiale des HPAE pour laquelle une complexité paysagère préexiste à grain très fin (superficie des parcelles et exploitations), qu'il convient d'organiser en fonction des SE requis. Par rapport au modèle 'd'intensification écologique' défendu par Cassman (1999), le contexte des HPAE diffère sur les trois aspects du grain, de l'enchevêtrement des organisations sociales et de l'accès aux ressources.

La proposition renvoie à une 'agronomie du paysage' comme discipline pour l'action dans le cadre 'd'interactions dynamiques entre facteurs biologiques et sociaux spatialisés, entre populations, sociétés et environnement' au niveau d'un territoire.

L'inscription dans le dispositif CIRAD

L'intensification écologique au bénéfice des sociétés rurales est revendiquée par 8 des 25 dispositifs prioritaires labélisés : Grand Sud Cameroun, RP PCP Zimbabwe, SCRID Madagascar, SAF Pérennes Amérique Centrale, PRASAC, l'Agriculture de Conservation (AC) en Asie du Sud Est, Biodiversité des sorghos en Afrique, et Forêts, agriculture et développement en Amazonie.

Parmi ces dispositifs, l'AC en Asie du Sud Est et SCRID Madagascar présentent des conditions similaires de forte potentialité agricole, d'altitude avec, à un moindre niveau, des densités de population élevées. L'interface entre écosystèmes se retrouve dans le RP PCP (écosystème naturel – écosystème cultivé), le PRASAC (agriculture – élevage), ainsi qu'en Amazonie (agriculture – forêt), mais dans des contextes soit d'emprise humaine nettement plus faible, soit de conditions climatiques contraintes sur le plan de la ressource hydrique. Enfin, l'approche économique et écologique des SE est prégnante sur les SAF Pérennes en Amérique Centrale et en Amazonie.

Par rapport aux équipes scientifiques de ces dispositifs et leurs objets, la proposition avancée pour l'Afrique de l'Est se démarque par une approche systémique de la complexité et le choix du paysage comme espace d'action. Les points d'intersection identifiés plus haut représentent des opportunités d'échange scientifique (méthode, outils, démarches) dans des contextes biophysiques et humains contrastés.

Questions de recherche

1. Compte tenu de 'l'intelligence technique' développée par les sociétés rurales étudiées, la posture de recherche proposée, innovante d'un point de vue épistémologique, représente t'elle une posture innovante du point de vue de ces populations ?

Qu'en est-il en particulier des savoirs profanes à l'œuvre dans l'organisation du paysage observé et l'action, individuelle et collective, de production ?

2. Quel rapport entre grain, composition et structure en regard d'un SE donné ? Quel niveau d'organisation considérer pour l'action (parcelle, exploitation, patch etc...) et quelle stratégie associer en matière de complémentarité et de coordination ?

3. Quels concepts agronomiques pour la prise en compte de la complexité des systèmes socio écologiques : dynamic farming system (interactions entre productions et spatialisation) ? Réseau social hiérarchisé ?

4. Kremen et al. (2005) dans l'exemple des services de pollinisation attire l'attention sur la question de la superficie du territoire à considérer dans le pilotage des SE. Conformément aux recommandations de Hein et al. (2006), comment composer les deux aspects sociaux et biophysiques de la délimitation spatiale de l'action collective vis-à-vis d'un SE.

5. Mettre en avant « l'hétérogénéité » comme déterminant des fonctions/services des écosystèmes pose la question du caractère généralisable ou non d'une pratique à l'échelle du territoire. L'expérience de la diffusion des OGM montre que la technique n'est pas durable sans gestion appropriée des refuges (même culture non OGM ou autre). Qu'en est-il en particulier de l'introduction des techniques de l'AC ou de l'IPM au sein de paysages complexes ?

En corollaire, quel conseil agricole et méthodologie de 'diffusion' mettre en place à l'usage d'une hétérogénéité fonctionnelle du territoire ?

6. Quelle gouvernance pour l'approche : principe de hiérarchie, incitation, hétérogénéité fonctionnelle et équité ?

3. Structuration du DP en 'Perspectives'

Le terme de 'Perspective' est adopté pour signifier l'interaction effective entre groupes de travail dans le traitement des questions et objets d'étude.

Perspective 1 : Les mécanismes

Ce groupe est dédié à l'étude des mécanismes à l'œuvre dans les services des écosystèmes, (i) biophysiques en regard des flux latéraux étudiés (organismes, matière et énergie) et (ii) humains en regard des déterminants de l'hétérogénéité fonctionnelles du paysage (biodiversité et structure).

Implications des UR porteuses du projet dans cette perspective :

URSCA / contrôle et régulation des insectes ravageurs (Pierre Silvie) ; UPR HORTSYS / contrôle et régulation des insectes ravageurs sur les systèmes à haute valeur ajoutée (Thibaud Martin) ; UMR Eco&sols / Production primaire, et cycle du C (Philippe Vaast) ; UPR bioagresseurs / contrôle et régulation des maladies dans les systèmes caféiers agro-forestiers (Fabrice Pinard).

AGAP / aspects sociaux de la biodiversité des espèces cultivées (Christian Leclerc) ; URSCA / systèmes de savoirs locaux en matière de contrôle des ravageurs et gestion de la fertilité (Clouvel Pascal).

Nouveaux projets :

BioNetAgro : Low cost pest exclusion and microclimate modification technologies for small-scale vegetable growers in East and West Africa)

Trilateral German-French-African research initiative in East Africa: Improved food and biomass production through enhancing the resilience and adaptation of the agro-silvo-pastoral and mixed crop-livestock farming systems to stress under environmental variability in East Africa).

Projets en cours :

ACACIAGUM : Innovative management of Acacia Senegal trees to improve resource productivity and gum arabic production in arid and semi-arid sub-Saharan Africa.

FSD Développement de l'aquaculture dans la région de Kisumu (Ouest Kenya).

CA2Africa/FP7: Conservation agriculture in Africa : Analysing and Foreseeing its impact: Comprehending its adoption.

GRIPAVI : Ecologie et épidémiologie de la grippe aviaire dans les pays du Sud

PICREVAT : Prévisibilité de l'information climatique pour la réduction de la vulnérabilité de l'agriculture tropicale.

ARCAD : Adaptation and Diversity - social factor impacts on genetic structuration of sorghum diversity through varietal nomenclature systems and seed exchanges. An intercultural comparison of crop genetic diversity in Kenya.

Thèses:

Caroline Mwangera (UMR DAP). Assessing the use of Seasonal Climate forecasts by farmers' in decision making for sorghum production in Semi-Arid Kenya.

Solveig Roquiny (UMR MOISA) : Rôle et efficacité de différents arrangements institutionnels à valoriser les attributs de qualité des cafés en Tanzanie : système d'enchères versus négociations de gré à gré.

Edith Gathoni (UR 31). Etude de la filière café kenyanne et analyse comparative des éco-labels.

Perspective 2 : La gestion des savoirs

Ce groupe est dédié à l'élaboration de méthodes pour (i) formaliser les savoirs locaux, (ii) composer des savoirs académiques pluridisciplinaires (base de données, etc.) et (iii) composer savoirs locaux et savoirs académiques. La méthodologie mise en œuvre mobilise les techniques de 'knowledge management' ainsi que les réseaux sémantiques.

Implications des UR porteuses du projet dans cette perspective :

URSCA / knowledge management et réseaux sémantiques (Pierre Martin), URSCA et AGAP pour la mise en œuvre de méta-analyse de dispositifs pluri disciplinaires et pluri contextes (Pierre Martin, Pascal Clouvel et Christian Leclerc).

Bien que peu représenté au CIRAD, cette Perspective trouve un écho marqué auprès des partenaires tant sur le plan méthodologique (ICRAF / logiciel AKT pour le recueil de savoirs locaux) qu'opérationnel (ONG PROLINOVA / capacity building of farmers, IRD pour dispositifs associant observations profanes et mesures expérimentales sur changement climatique, etc.).

Nouveaux projets :

NETSEED : Strengthening management of agrobiodiversity through social networks. An interdisciplinary method for analyzing how local seed systems impact the diversity of domesticated plants.

Projets en cours :

JOLISAA : Joint Learning about Innovation in African Agriculture

Thèses :

D. Birman (UR 102): Mobilisation de savoirs locaux pour l'identification de services de l'agro-écosystème à l'échelle d'un terroir villageois : gestion de la fertilité et contrôle des bio-agresseurs.

Vanesse Labeyrie (UMR AGAP). Variabilité morphologique, classification et dénomination des variétés de sorgho (*Sorghum bicolor* ssp *bicolor* [L.] Moench) au Kenya : analyse comparative des déterminants biologiques, culturels et sociaux.

Perspective 3 : L'organisation fonctionnelle du paysage

Ce groupe est dédié à la mise en œuvre des approches de la complexité et des principes cités plus haut (§ 2.2) dans le cadre de projets impliquant les acteurs.

Nouveaux projets :

ESPA : Ecosystem Services in coffee landscapes of East Africa.

Projet en cours :

CAFNET : Connecting, enhancing and sustaining environmental services and market values of coffee agroforestry in Central America, East Africa & India.

Thèses:

B. Mulianga (KESREF / UR 102) : Hétérogénéité spatiale des paysages agricoles d'une région productrice de canne à sucre au Kenya : implication pour la spatialisation des pratiques et la fourniture de services environnementaux

References

- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3): 19-31.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*. 273: 1715-1727.
- Brévault, T., S. Bikay, et al. (2007). "Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system." *Soil and Tillage Research* 97(2): 140-149.
- Brock, W.A., Kinzig, A.P., Perrings, C. (2009). Modeling the Economics of Biodiversity and Environmental Heterogeneity, *Environmental and Resource Economics*, 46: 43-58.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Grove, J.M. (2006). Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3: 1 – 12.
- Cassman, K.G. (1999). Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 5952-5959.
- Chevassus-au-Louis, B. (2006). Biodiversité, un nouveau regard sur le vivant - Refonder la recherche agronomique. Leçons du passé, enjeux du siècle. Angers, École Supérieure d'Agriculture, Leçon inaugurale du groupe ESA.
- Cook, S. M., Z. R. Khan, et al. (2007). The use of push-pull strategies in integrated pest management." *Annual Review of Entomology* 52: 375-400.
- Clough, Y., A. Kruess, et al. (2007). Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 22-28.

- Conelly, W.T., Chaiken, M.S. (2000). Intensive farming, agro-diversity, and food security under conditions of extreme population pressure in Western Kenya. *Human ecology* 8(1): 19-51.
- Costanza, R., d'Arge, R., et al. (1997). The value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387: 253-260.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Friesen, L.J.S., Ferguson, G.M., Hall, J.C. (2000). Management strategies for attenuating herbicide resistance: untoward consequences of their promotion. *Crop Protection* 19: 891-895.
- Geertz, C. (1963). *Agricultural involution: the process of ecological change in Indonesia*. Berkeley.
- Gómez-Delgado, F., Rounsard, O., le Maire, G., Taugourdeau, S., Pérez, A., van Oijen, M., Vaast, P., Rapidel, B., Harmand, J.M., Voltz, M., Bonnefond, J.M., Imbach, P., Moussa, R. (2011). Modelling the hydrological behaviour of a coffee agroforestry basin in Costa Rica. *Hydrology and Earth System Sciences* 15: 369-392.
- Gottfried, R., Wear, D., Lee, R. (1996). Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18(2): 133-140.
- Groeters, F.R., Tabaschnik, B.E. (2000). Roles of selection intensity, major genes, and minor genes in evolution of insecticide resistance. *Journal of economic entomology* 93(6): 1580-1587.
- Gustafson, E.J. (1998). Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hadgu, K.M., Rossing, W.H., et al. (2009). Spatial variation in biodiversity, soil degradation and productivity in agricultural landscapes in the highlands of Tigray, northern Ethiopia. *Food Sec.* 1: 83-97.
- Hassanali, A., H. Herren, et al. (2008). "Integrated pest management: the push-pull approach for controlling insect pests and weeds of cereals, and its potential for other agricultural systems including animal husbandry." *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 611-621.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12, 321-334.
- Jacometti, M. A., S. D. Wratten, et al. (2007). "Management of understorey to reduce the primary inoculum of *Botrytis cinerea*: Enhancing ecosystem services in vineyards." *Biological Control* 40: 57-64.
- Jindal, R., B. Swallow, et al. (2008). Forestry-based carbon sequestration projects in Africa: Potential benefits and challenges. *Natural Resource Forum* 32(2): 116-130.
- Karembu M, Nguthi F, Ismail H (2009) *Biotech crops in Africa: the final frontier*. ISAAA AfriCenter, Nairobi.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., et al. (1999). The second Silent Spring? *Nature* 400: 611-612.
- Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7: 1109-1119.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468-479.
- Locatelli, B., Kanninen, M., Brockhaus, M., Colfer, C.J.P., Murdiyarso, D. and Santoso, H. (2008). Facing an uncertain future: How forests and people can adapt to climate change. *Forest Perspectives* no. 5. CIFOR, Bogor, Indonesia, 97 p.
- MA (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework For Assessment*. Island Press, Washington.

- MA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Matson, P. R., W. J. Parton, et al. (1997). Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277: 504-509.
- Mati, B.M. 2000. The influence of climate change on maize production in the semi-humid-semi- arid areas of Kenya. *Journal of Arid Environments* 46:333-344.
- Metay, A., J. A. Alves Moreira, et al. (2007). "Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops system on clayey Oxisol in dryland rice production (Cerrados, Brazil)." *Soil and tillage research* 94(1): 122-132.
- Meyer, J. L. (1997). Conserving ecosystem function. *The ecological basis of conservation : Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*. S. T. A. Pickett, R. S. Ostfelds, M. Shachak and G. E. Likens. Florence (USA), International Thomson Publishing: 136-145.
- Moller, H., Berkes, F., Lyver, P.O., Kislalioglu, M. (2004). Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecology and Society* 9(3): 2. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art2>.
- Mouen Bedimo, J. A., I. Njiayouom, et al. (2008). "Effect of Shade on Arabica Coffee Berry Disease Development: Toward an Agroforestry System to Reduce Disease Impact." *Phytopathology* 98(12): 1320-1325.
- Nkonya, P., Pender, J., Jagger, P., Sserunkuuma, D., Kaizzi, C.K., Ssali, H. (2004). Strategies for sustainable land management and poverty reduction in Uganda. Research Report No. 133. Washington, D.C.: IFPRI.
- Pender, J., Place, F. Ehui, S. (2006). *Strategies for Sustainable Land Management in the East African Highlands*, IFPRI (International Food Policy Research Institute) 2033 K. Street, N.W. Washington, D.C.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. (1995). Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269:331–334.
- Rufino, M.C., Dury, J., Tittonell, P., van Wijk, M.T., Herrero, M., Zingore, S., Mapfumo, P., Giller, K.E., 2010. Collective management of feed resources at village scale and the productivity of different farm types in a smallholder community of North East Zimbabwe. *Agricultural Systems* doi: 10.1016/j.agsy.2010.06.001.
- Siles, P., J. M. Harmand, et al. (2010). "Effects of *Inga densiflora* on the microclimate of coffee (*Coffea arabica* L.) and overall biomass under optimal growing conditions in Costa Rica " *Agroforestry systems* 78(3): 269-286.
- Sinclair, F.L., Walker, D.H. (1998). Acquiring qualitative knowledge about complex agroecosystems. Part 1: Representation as natural language. *Agricultural Systems*, 56(3): 341-363.
- Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchère, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., Viaud, V., Baudry, J. (2009). The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 207-219.
- Thomson, J. (1962). *Through Masailand with Joseph Thomson*. Edited and abridged by Roland Young, from the original narrative. Northwestern University Press, Evanston, Illinois.
- Tiffen, M., Mortimore, M., Gichuki, F. (1994). *More people - less erosion: Environmental recovery in Kenya*. London: John Wiley & Sons.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Vandermeer, J. and I. Perfecto (2007). The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conservation Biology* 21(1): 274-277.

- van Noordwijk, M., Poulsen, J.G., Ericksen, P.J. (2004). Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104(1): 19-34.
- Walker, D.H., Sinclair, F.L. (1998). Acquiring qualitative knowledge about complex agroecosystems. Part 2: formal representation. *Agricultural Systems* 56(3):365-386.
- Wilby, A. and M. B. Thomas (2002). Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecology letters* 5: 353-360.
- Zavaleta, E. S. and K. B. Hulvey (2004). "Realistic Species Losses Disproportionately Reduce Grassland Resistance to Biological Invaders." *Science* 306(5699): 1175-1177.

Annexe I : Le contexte Afrique de l'Est : les 'Highlands'

Ethiopie, Kenya, Ouganda, Tanzanie, Burundi et Rwanda se partagent les hauts plateaux d'Afrique de l'Est (1200 m d'altitude moyenne) qui, même s'ils ne couvrent que le quart du territoire global de l'ensemble des pays, concentrent une part importante de la population rurale. Ces plateaux se caractérisent par une grande variation spatiale de topographie sur de faibles distances et des paysages composés de sommets, d'escarpements en pente plus ou moins fortes, de zones relativement plates et de vallées larges à encaissées. L'exploitation de cette topographie permet la culture d'une grande variété d'espèces à l'échelle du village, voir même du particulier (Pender et al., 2006).

Climat

Sur le plan agricole, cette topographie très contrastée génère une importante variabilité spatiale de climats, dans la région du Mont Kenya par exemple, en lien avec l'exposition aux vents, ou encore comme en Ethiopie où elle induit la présence de poches humides dans des zones relativement sèches, et vice versa. Une grande variabilité de potentialités agricoles existe également en fonction du climat, à deux saisons des pluies et de fortes précipitations dans certaines zones alors que d'autres ne présentent qu'une seule saison et une pluviosité erratique. Sur les hauts plateaux Kenyans et Ougandais, la pluviosité dépasse généralement 1200 mm avec toutefois des poches de zones plus sèches comme l'Ouest du mont Kenya, quelques zones de la vallée du Rift ou le Sud-Est des hauts plateaux Ougandais. En Ethiopie, la pluviosité est beaucoup plus contrastée avec des zones semi-arides à 400 mm dans Nord Est de la région, et d'autres à plus de 2000 mm au Sud et à l'Ouest des hauts plateaux. L'ensemble de la région est soumise soit à de la sécheresse, soit à des pluies torrentielles qui affectent l'agriculture. Certaines zones de l'ouest Kenya peuvent même être touchées par la grêle (Place et al., 2004).

Utilisation des terres

La plupart des hauts plateaux sont cultivés et les populations rurales installées depuis longtemps en raison des conditions favorables à l'agriculture et la moindre occurrence de maladies (paludisme). En général, une partie substantielle de la forêt et des espaces naturels ont été convertis en zones cultivées. Au Kenya et en Ethiopie, 80 à 85 % de la forêt originelle a été reconvertie (<http://www.earthtrends.wri.org>). En Ouganda, la forêt ne recouvre plus que 4% du territoire. Les hauts plateaux abritent encore quelques massifs forestiers, de grande importance vis-à-vis de la biodiversité et de l'hydrologie. Ces massifs ne représentent plus respectivement que 4%, 1.9% et 3.8% du territoire Ethiopien, Kenyan et Ougandais (FAO 1995). Dans les zones les plus sèches du Nord et de l'Est de l'Ethiopie et de la Rift Valley au Kenya, on observe une végétation éparse de buissons et d'arbustes. En Ethiopie, en raison de l'importance de l'élevage, les communautés ont conservé une partie des terres en zone de parcours naturel. En résumé, même si la majeure partie des terres est dédiée aux cultures, la gestion des ressources naturelles ne concerne pas seulement les espaces cultivés mais aussi les forêts, les bois et les pâturages dont la préservation revêt un caractère vital au niveau local (Pender et al., 2006). A la mise en valeur des terres par des exploitations familiales de petite taille caractérisées par une grande diversification des productions se juxtaposent de grandes zones d'exploitation industrielle en culture pure de canne à sucre, de banane, de thé pour les principales.

Les sols

Dans les hauts plateaux, on trouve des nitosols, cambisols, ferralsol et lithosols sans qu'un type de sol soit dominant. Au Kenya et en Ouganda, les sols sont généralement profonds avec

une teneur élevée en argile. Ce sols confèrent une potentialité de production moyenne à élevée pour la production céréalière. En Ethiopie par contre, et en raison du caractère extensif de leur mise en valeur, on rencontre aussi bien des sols à faible potentialité qu'à potentialité élevée, des vertisols difficile à mettre en valeur aux sols sableux.

L'érosion représente un facteur majeur limitant la productivité avec 31, 22 et 16% des superficies affectées respectivement en Ethiopie, au Kenya et en Ouganda. Les sols peu profonds, soit 30% des superficies en Ethiopie et 22% au Kenya, et la toxicité aluminique, sur 47% des superficies en Ethiopie, représentent les autres facteurs de limitation à la productivité (FAO 2000). Ces estimations relatives à l'érosion sont validées par des études conduites sur de nombreux sites des hauts plateaux Ethiopiens (Wright and Adamseged, 1984 ; Hurni, 1988), Kenyan Kenya (van den Bosch et al., 1998 ; Angima et al. 2003), et Ougandais (Bagoora, 1988 ; Tukahirwa, 1996). Par ailleurs, en relation avec l'ancienneté de leur mise en valeur, discontinue durant des décennies, les sols présentent des carences minérales, en azote partout dans les hauts plateaux et en phosphore principalement dans l'Ouest du Kenya (Sanchez et al. 1997). Plus alarmant, les études menées sur plusieurs sites mettent en évidence un bilan minéral largement négatif des systèmes de culture en présence (Stoorvogel and Smaling 1990; Smaling et al., 1997; Elias et al., 1998; Van den Bosch et al. 1998; Wortmann and Kaizzi 1998; Soule and Shepherd 2000; Shepherd and Walsh 2002; Lesschen et al., 2003; Nkonya et al. 2004, 2005). L'usage des engrais minéraux reste extrêmement bas partout en Afrique (Jayne et al., 2003) et la fertilisation organique limitée (Place et al., 2002).

La population

Les hauts plateaux d'Afrique de l'Est présentent des densités de population rurales parmi les plus élevées du monde. La population du Kenya se situe entre 170 et 190 habitant par km² soit une population plus élevée et homogène qu'en Ethiopie (entre 51 et 131 hab/km²) ou en Ouganda (de 102 à 155 hab/km²). Mais les densités peuvent localement être beaucoup plus élevées, notamment l'Ouest Kenyan où celle-ci peut même atteindre et dépasser 1000 hab/km².

En lien direct avec la forte densité de population de la région, les superficies d'exploitation familiales sont généralement faibles. Dans l'Ouest Kenyan, la taille moyenne de l'exploitation familiale n'excède pas 1 ha et peut même descendre jusqu'à 0.5 ha du fait du partage des terres lors de la succession (Wangila et al., 1999). En Ethiopie, les exploitations ont une taille moyenne d'1 ha (Ethiopian Economics Association, 2002), de même qu'en Ouganda. Les exploitations des hauts plateaux sont d'un seul tenant, à l'exception du Sud Ouest de l'Ouganda où de nombreuses exploitations sont fragmentées.

Les paysages

Les Hauts plateaux d'Afrique de l'Est présentent des paysages fortement modifiés par l'activité humaine. La pluralité de sols, relief, climats et la mise en valeur des terres en lien avec l'histoire des communautés rurales contribuent à une grande diversité d'écosystèmes sur de faibles distances. Selon la grille proposée par McIntyre & Hobbs, (1999), les paysages agricoles rencontrés dans les zones à forte densité de population correspond au type le plus modifié, avec moins de 10% d'espaces naturels résiduels. Dans les zones où prédominent les exploitations familiales, la matrice paysagère est très hétérogène, en lien avec une pluralité spatiale et historique des systèmes de production. En pays Luhya par exemple au Kenya, les systèmes de productions reposent sur des associations culturelles des principales céréales vivrières (maïs et sorgho) avec une gamme étendue de cultures (légumineuses, légumes, patates douces, bananes etc.), de plantes médicinales et d'arbres fruitiers. Une diversité est également recherchée au sein d'une production par l'association de variétés à usage multiples (grain et fourrage), ainsi que par une adaptation des systèmes de cultures et pratiques à de

multiples zones écologiques. Enfin, environ le quart des surfaces agricoles est dévolu aux productions de rente, thé, café et haricots verts pour l'exportation (Conelly and Chaiken, 2000). Par ailleurs, pour des fonctions de délimitation physique ou symbolique des parcelles et des exploitations, les haies sont omniprésentes dans le paysage agricole. Toutefois, et c'est une particularité de ces paysages à forte pression démographique, les espaces semi-naturels, les haies principalement, sont l'objet de perturbations régulières pour une exploitation fourragère, la récolte de fruits ou encore de bois de chauffage (Birman et al., 2010). Dans les zones où prédominent les cultures industrielles, par contre, la matrice paysagère est extrêmement simplifiée, ce qui selon McIntyre & Hobbs, (1999) correspond à une situation de connectivité minimum, associée à un fort effet bordure (edge effect).

Modèle de développement

Si dans les paysages dominés par les cultures industrielles l'intensification agricole se traduit par une spécialisation de la production et une simplification des paysages, il n'en est rien dans ceux où l'agriculture familiale prédomine. En Afrique de l'Est, le modèle défendu par Geertz (1963) associant intensification et perte de biodiversité ne s'applique pas à l'agriculture familiale. Face à une augmentation de la pression sur le foncier, Ruthenberg (1976), Steiner (1982) montrent très tôt que l'association de cultures représente une forme d'intensification apte à augmenter la production et réduire les risques. Plus récemment, Netting and Stone (1996) et Conelly et Chaiken (2000) signalent que des niveaux élevés de diversification du système de production sont délibérément entretenus lors des processus d'intensification, à la fois comme (i) stratégie de prévention des risques d'échec d'une des activités, en lien notamment avec les conditions climatiques, (ii) comme moyen de réduire l'incidence des dégâts d'insectes, et (iii) comme moyen de lisser la demande en main d'œuvre dans le temps. En tant que support de tous les autres services, la fertilité des sols et l'aptitude des agriculteurs à en faire une bonne gestion, notamment grâce au recours à la fertilisation organique, sont des facteurs déterminants de la biodiversité (Hagdu et al., 2009). L'effet de la pression de population sur la dégradation des terres est complexe. D'un côté, la dégradation s'accroît en relation avec la mise en valeur de terres fragiles, le moindre recours aux jachères, le labour du sol, l'appauvrissement chimique des sols et autres pratiques associées à l'expansion de l'agriculture et l'intensification en termes de productivité du sol (Cassman, 1999). De l'autre elle favorise l'intensification du travail et 'l'intelligence technique' des agriculteurs (knowledge intensity) avec pour conséquence l'amélioration de leur condition de vie. Cette réactivité des sociétés agricoles vis-à-vis de la densité de population s'inscrit en faux par rapport à la théorie malthusienne et milite plutôt pour une conception 'Boserupienne' du développement (Tiffen and Mortimer, 1994). L'exemple des Luhya au Kenya (Conelly et Chaiken, 2000) montre toutefois que malgré une longue tradition agricole (Thomson, 1962) et la sophistication des pratiques en matière de diversification et d'exploitation de la biodiversité spatiale et temporelle, la taille réduite des exploitations met en danger la société du point de vue de la sécurité alimentaire et la rend particulièrement vulnérable aux changements climatiques (Mati, 2000). Outre la réactivité des communautés rurales en lien avec une culture particulière, les conditions locales d'accès aux marchés (horticulture, usines agro-alimentaires...) de même que le réseau de voies d'accès conditionnent la durabilité et la stabilité des systèmes agricoles.

Les organismes génétiquement modifiés

Au Kenya, la Loi de Biosécurité (Biosafety Act), rédigée conformément aux nécessités du Protocole de Cartagena, a été promulguée en 2009 après un parcours rappelé par Karembu et al. (2010). Maïs Bt et cotonnier Bt doivent faire l'objet d'une introduction et d'une culture commerciale au Kenya ainsi que dans les pays de l'Est africain. D'autres types d'OGM,

annoncés par les compagnies semencières, pourraient être commercialisés dans un avenir considéré comme proche (2012 - 2017), à l'exemple des plantes tolérantes à la sécheresse (cas du maïs).

References

- Angima, S., Stott, D., O'Neill, M., Ong, C., Weesies, G. (2003). Soil erosion prediction using Rusle for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* 97 (1–3): 295–308.
- Bagoora, F. D. K. (1988). Soil erosion and mass wasting risk in the highland areas of Uganda. *Mountain Research and Development* 8 (2/3): 173–182.
- Birman, D., Moraine, M., Tiftonell, P., Martin, P., Clouvel, P. (2010). Ecosystem services assessment in complex agricultural landscapes using farmers perception. In : Wery Jacques (ed.), Shili-Touzi I. (ed.), Perrin A. (ed.). *Proceedings of Agro 2010: the XIth ESA Congress*, August 29th - September 3rd, 2010, Montpellier, France. Montpellier : Agropolis international, p. 147-148. ESA Congress. 11, 2010-08-29/2010-09-03, Montpellier, France.
- Cassman, K.G. (1999). Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 5952-5959.
- Conelly, W.T., Chaiken, M.S. (2000). Intensive farming, agro-diversity, and food security under conditions of extreme population pressure in Western Kenya. *Human ecology* 8(1): 19-51.
- Elias, E., Morse, S., Belshaw, D.G.R. (1998). Nitrogen and phosphorus balances of Kindo Koisha farms in southern Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71: 93–113.
- FAO (1995). *Forest resources 1990. Tropical forest plantation resources*. FAO Forestry Paper 128. Rome.
- FAO (2000). *World soil resources report: Land resource potential and constraints at regional and country levels*. Land and Water Development Division, Rome.
- Geertz, C. (1963). *Agricultural involution: the process of ecological change in Indonesia*. Berkeley.
- Hadgu, K.M., Rossing, W.H., et al. (2009). Spatial variation in biodiversity, soil degradation and productivity in agricultural landscapes in the highlands of Tigray, northern Ethiopia. *Food Sec.* 1: 83-97.
- Hurni, H. (1988). Degradation and conservation of resources in the Ethiopian highlands. *Mountain Research and Development* 8 (2/3): 123–130.
- Karembu M, Nguthi F, Ismail H (2009) *Biotech crops in Africa: the final frontier*. ISAAA AfriCenter, Nairobi.
- Lesschen, L., Stoorvogel, J., Smaling, E. 2003. *Scaling soil nutrient balances: Final report*. Rome: Wageningen University and FAO.
- Mati, B.M. 2000. The influence of climate change on maize production in the semi-humid-semi-arid areas of Kenya. *Journal of Arid Environments* 46:333-344.
- McIntyre, S., Hobbs, R. (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13, 1282–1292.
- Netting, R. M. and M. P. stone (1996). Agro-diversity on a farming frontier: Kofyar smallholders on the Benue plains of Central Nigeria. *Africa* 66(1): 52-70.
- Nkonya, E., Pender, J., Kaizzi, C., Edward, K., Mugarura, S. (2005). Policy options for increasing crop productivity and reducing soil nutrient depletion and poverty in Uganda.

- Environment and Production Technology Division Discussion Paper No. 134. Washington, D.C.: IFPRI.
- Pender, J., Place, F. Ehui, S. (2006). Strategies for Sustainable Land Management in the East African Highlands, IFPRI (International Food Policy Research Institute) 2033 K. Street, N.W. Washington, D.C.
- Place, F., Franzel, S., Dewolf, J., Rommelse, R., Kwesiga, F., Niang, A., Jama, B. (2002). Agroforestry for soil fertility replenishment: Evidence on adoption processes in Kenya and Zambia. In Natural resources management in African agriculture: Understanding and improving current practices, ed. C. Barrett, F. Place, and A. Abdillahi. Wallingford, U.K.: CABI.
- Ruthenberg, H. (1976). Farming systems in tropics. Oxford.
- Sanchez, P. A., Shepherd, K. D., Soule, M. J. F. M., Place, R. J., Burez, A. N., Izac, A. N., Mkwunye, A. U., Kwesiga, F. R., Ndiritu, C. G., Woomer, P. L. (1997). Soil fertility in Africa: An investment in natural resource capital. In Replenishing soil fertility in Africa, ed. R. J. Buresh, P. A. Sanchez, and F. Calhoun. Madison, Wisc., U.S.A.: Soil Science Society of America.
- Shepherd, K., Walsh, M. (2002). Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. Soil Science Society of America Journal 66: 988–998.
- Smaling, E.M.A., Nandwa, S.M., Janssen, B.H. (1997). Soil fertility in Africa is at stake. In Replenishing soil fertility in Africa, ed. R. J. Buresh, P. A. Sanchez, and F. Calhoun, pp. 151–192. SSSA Special Publication 51. Madison, Wisc., U.S.A.: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy.
- Soule, M., Shepherd, K.D. (2000). An ecological and economic analysis of phosphorus replenishment for Vihiga Division, western Kenya. Agricultural Systems 64: 83–98.
- Steiner, K. G. (1982). Intercropping in tropical smallholder agriculture with special reference to West Africa. Eschborn, Germany.
- Stoorvogel, J., Smaling, E. (1990). Assessment of soil nutrient depletion in sub-Saharan Africa: 1983–2000. Report No. 28, Vols. 1–4. Wageningen, The Netherlands: Winand Staring Center.
- Thomson, J. (1962). Through Masailand with Joseph Thomson. Edited and abridged by Roland Young, from the original narrative. Northwestern University Press, Evanston, Illinois.
- Tiffen, M., Mortimore, M., Gichuki, F. (1994). More people - less erosion: Environmental recovery in Kenya. London: John Wiley & Sons.
- Tukahirwa, J. (1996). Measurement, prediction and social ecology of soil erosion in Kabale, Southwestern Uganda. Unpublished doctoral dissertation, Institute of Environment and Resource Management, Makerere University, Uganda.
- Van den Bosch, H., Gitari, J.N., Ogaro, V.N., Maobe, S., Vlaming, J. (1998). Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems (NUTMON). Monitoring nutrient flows and balances in three districts in Kenya. Agriculture, Ecosystems and Environment 71: 63–80.
- Wortmann, C.S., Kaizzi, C.K. (1998). Nutrient balances and expected effects of alternative practices in farming systems of Uganda. Agriculture, Ecosystems and Environment 71: 115–129.
- Wright, C., Adamseged, Y. (1984). An assessment of the causes, severity, extent and probable consequences of degradation in the Ethiopian Highlands' Part of The Ethiopian Highlands Reclamation Study. Addis Ababa: Ministry of Agriculture and FAO.

Annexe II : Services des écosystèmes

L'antériorité des travaux conduits dans les champs disciplinaires de l'écologie et de l'économie se traduit par une abondante production scientifique permettant d'accéder aux 'représentations du monde' associées aux services des écosystèmes. Compte-tenu de l'ampleur et de la diversité des contributions au sujet, ne sont répertoriés ici que certains des concepts clés permettant d'énoncer le projet scientifique du DPAE.

- Un monde anthropisé.

Du fait de l'explosion de la population mondiale, les activités humaines ont un impact sur l'ensemble des écosystèmes de la planète avec pour conséquence une altération des équilibres sur lesquels repose la vie. La domination humaine sur la biosphère entraîne une modification drastique de la composition, de la structure et de la fonction des écosystèmes, et se traduit par une altération des services écosystémiques i.e. des fonctions utiles à l'espèce humaine. (Vitousek et al., 1997 ; Tilman et al., 2001 ; Palmer et al, 2004). Certains de ces services sont essentiels à la survie de l'espèce humaine (régulation du climat, pollinisation etc.) alors que d'autres en améliorent les conditions de vie, à l'exemple de l'esthétique des paysages (Daily, 2000).

- Economie et services environnementaux.

L'inaptitude du marché à prendre en compte les externalités de l'activité humaine vis-à-vis des services écosystémiques (market failure) amène les économistes à proposer un nouveau modèle économique (Gottfried et al., 1996). Ce modèle repose sur la prise en compte d'un capital naturel, les arbres, les minéraux, les écosystèmes, l'atmosphère etc. Les services des écosystèmes consistent alors en 'un flux de matériel, d'énergie et d'information issu du capital naturel qui se combinent avec les services du capital manufacturé et humain pour produire le bien-être humain'. L'utilisation humaine de ce flux de services peut ou non laisser le capital initial intact (Costanza et al., 1997). La valeur attribuée aux services dépend de l'acteur qui en bénéficie, (i) utilisateur direct (agriculteurs, tourisme, etc.), (ii) utilisateur indirect (le bénéficiaire de services de régulation), (iii) valeurs d'option (l'assurance vis-à-vis du futur), et (iv) valeur non financière (morale, esthétique, culturelle etc.). Les valeurs (ii) et (iii) peuvent dans certains cas faire l'objet d'une rémunération de services, à l'exemple de l'ensablement des réseaux d'irrigation, la réduction des gaz à effet de serre etc. (Hein et al., 2006).

- Diversité, hétérogénéité et services des écosystèmes

En réaction au constat d'accélération récente du déclin de la biodiversité, de nombreuses expérimentations ont été mises en place en écologie pour caractériser le lien entre service et biodiversité, et ceci en relation avec le niveau trophique. En règle générale, l'augmentation de la biodiversité (richness, evenness) à un niveau trophique augmente la productivité de l'écosystème au même niveau trophique. La diversité végétale (i) s'accompagne d'une augmentation de la biomasse du sol, d'origine végétale et microbienne, avec pour conséquence un rôle sur la régulation de l'érosion dans les couverts forestiers, et (ii) a un effet positif sur l'activité des décomposeurs ainsi que leur diversité et, associée avec la diversité mycorrhizienne, favorise le stockage des éléments minéraux dans le compartiment plante des écosystèmes. La diversité des producteurs primaires contribue à celle des consommateurs primaires. La diversité végétale a aussi (i) un effet déterminant sur le contrôle des bioagresseurs de même que (ii) sur le contrôle des espèces invasives dont elle affecte l'abondance, la survie, la fertilité et la diversité (Diaz et al., 2005 ; Balvanera et al., 2006).

Un effet de la biodiversité est également rapporté sur la stabilité temporelle des fonctions en lien avec les facteurs (i) endogènes aux écosystèmes et (ii) exogènes, quelque soit le contexte expérimental local vis-à-vis des espèces invasives, et plus irrégulièrement selon les contextes vis-à-vis de la température et de la sécheresse (Tilman, 1996 ; Naeem and Li, 1997; Yachi and Loreau, 1999).

La modification des paysages et la fragmentation des habitats sont les principales causes d'érosion de la biodiversité. L'activité humaine s'accompagne partout d'une restriction de la végétation naturelle au bénéfice des espaces anthropisés, urbains et cultivés. L'analyse des paysages selon une représentation 'island like' est courante dans la littérature, fondée sur la notion de patch d'espaces naturels favorables à la diversité, de connectivité entre patch et de matrice (Haila, 2002). Dans une gamme croissante d'emprise des espaces anthropisés par rapport aux espaces naturels, la fragmentation s'accompagne en général d'une baisse de la connectivité et d'un accroissement des effets de bordure entre les deux espaces (McIntyre and Hobbs, 1999). Toutefois, penser que les paysages modifiés correspondent à une mosaïque de patches et des corridors avec un milieu hostile comme matrice n'a pas de réalité (Vandermeer and Perfecto 2007). En effet, la matrice confère un contexte écologique aux patches, ainsi qu'un habitat et des ressources à certaines espèces. Par ailleurs, certains paysages sont si hétérogènes qu'il est difficile d'établir une délimitation cohérente des patches au sein de la matrice. D'autres encore présentent une matrice structurée de façon similaire à celle d'une végétation naturelle (soft matrix).

Le concept de connectivité prend différentes acceptions selon les auteurs : (i) La connectivité d'habitat correspond à la connexité (connectedness) entre patches d'habitats favorables vis-à-vis d'une espèce donnée ; (ii) la connectivité du paysage correspond à la connexité de la couverture végétale au sein d'un paysage donné et se caractérise par la densité et la complexité des corridors, la distance entre patches et la structure de la matrice : cultures, espaces semi-naturels i.e. les haies, stepping stones (Manning et al., 2006), jachères etc. (Gustafson, 1998); (iii) la connectivité écologique enfin correspond à la connexité des processus écologiques au travers d'échelles multiples, et inclut les relations trophiques, les processus de perturbation et les flux hydro-écologiques.

En pratique la connectivité du paysage est le concept le plus facilement accessible à l'observation. De façon générale, l'accroissement de la connectivité du paysage a des effets favorables sur la conservation comme sur les processus écologiques. Toutefois ce concept ne rend pas complètement compte des services associés à la connectivité d'habitat pour certaines espèces, ni à la connectivité écologique dans le cas des flux hydrologiques ou de la propagation des incendies par exemple (Tscharntke et al., 2005 ; Fischer and Lindenmayer, 2007).

- Agriculture et services écosystémiques

L'utilisation agricole des terres (land use) se traduit par une hétérogénéité spatiale et temporelle de ressources i.e. d'habitats et de nourriture. L'activité agricole joue un rôle déterminant sur la biodiversité aux échelles locales et régionales et influe par voie de conséquence sur les systèmes complexes impliqués dans les services écosystémiques (Thenail et al., 2009). L'exemple des services de pollinisation et de régulation des ravageurs permet d'illustrer cette complexité et la non-linéarité du lien entre diversité et fonction (Tscharntke et al., 2005).

Du fait de la dépendance d'une fonction vis-à-vis d'un nombre généralement limité d'espèces clés, l'augmentation de la biodiversité ne s'accompagne pas nécessairement d'une amélioration de cette fonction, celle-ci ayant atteint un plateau. En corollaire, la perte d'espèces clés ou complémentaires pour une fonction donnée peut entraîner par une altération drastique de la fonction si celle-ci n'est pas assurée par d'autres espèces (principes de

complémentarité et d'identité des espèces). D'autre part, et en raison de la forte interaction entre espèces, des exemples existent d'altération de la fonction liée à l'introduction d'espèces (principe d'idiosyncrasie). La stabilité d'une fonction est d'autant plus forte qu'elle est assurée par plusieurs espèces remplissant un rôle écologique similaire (principe de redondance). La stabilité des fonctions repose également sur les propriétés spatiales et temporelles de connexité (i) d'habitat pour les consommateurs primaires (espaces naturels et semi-naturels) en lien avec l'alternance des conditions climatiques saisonnières, et (ii) d'habitat et de proies vis-à-vis des consommateurs secondaires (parasitoïdes etc.) dont le rayon d'action est généralement inférieur à celui des proies (Perfecto et al. 2004). La redondance fonctionnelle selon une pluralité d'échelles est considérée comme un aspect important de la résilience des écosystèmes. Enfin, la diversité de réponse à un changement d'environnement de la part d'espèces de même groupe fonctionnel est déterminante pour la résilience des écosystèmes (principe de 'response diversity') (Elmqvist et al., 2003; Lundgerb and Moberg, 2003).

En dehors de quelques exemples, l'écologie des services à l'échelle opérationnelle de paysages réels est un domaine de recherche émergent (Kremen, 2004 ; Kremen, 2005 ; Bianchi et al., 2006). Au niveau de complexité exploré en termes biophysiques dans les travaux d'écologie, conservation, écologie du paysage (Pickett and Cadenasso, 1995) etc., s'ajoute la complexité des organisations humaines responsables des perturbations et sollicitées pour en atténuer les effets aux échelles locales, régionales et globales (Hein et al., 2006 ; Cadenasso et al., 2006 ; Liu et al., 2007).

References

- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146–1156.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*. 273: 1715-1727.
- Brock, W.A., Kinzig, A.P., Perrings, C. (2009). Modeling the Economics of Biodiversity and Environmental Heterogeneity, *Environmental and Resource Economics*, 46: 43-58.
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Grove, J.M. (2006). Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological complexity* 3: 1 – 12.
- Clough, Y., A. Kruess, et al. (2007). "Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species. *Journal of Applied Ecology* 44(1): 22-28.
- Costanza, R., d'Arge, R., et al. (1997). The value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daily, G. C., T. Soderqvist, et al. (2000). Ecology: the value of nature and the nature of value. *Science* 289: 395-396.
- Diaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T. et al. (2005). Biodiversity regulation of ecosystem services. In: *Trends and Conditions* (ed. MA). Island Press, Washington, DC, pp. 279–329.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. et al. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front. Ecol. Environ.*, 1, 488–494.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.

- Gottfried, R., Wear, D., Lee, R. (1996). Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18(2): 133-140.
- Gustafson, E.J. (1998). Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1: 143–156.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12, 321–334.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., et al. (1999). The second Silent Spring? *Nature* 400: 611-612.
- Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7: 1109–1119.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8: 468–479.
- Liu, J. Dietz, T., Carpenter, S.R. et al. (2007). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 317, 1513-1516.
- Lundberg, J., Moberg, F. (2003). Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystems resilience and management. *Ecosystems* 6:87-98.
- Manning, A.D., Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2006). Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological conservation* 132 : 311-321.
- Meyer, J. L. (1997). Conserving ecosystem function. *The ecological basis of conservation : Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity*. S. T. A. Pickett, R. S. Ostfelds, M. Shachak and G. E. Likens. Florence (USA), International Thomson Publishing: 136-145.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework For Assessment*. Island Press, Washington.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- McIntyre, S., Hobbs, R. (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13, 1282–1292.
- Naeem, S., Li, S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390, 507–509.
- Palmer, M., Bernhardt, E., et al. (2004). Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251-1252.
- Perfecto, I., Vandermeer, J.H., Bautista, G.L., Nunez, G.I., Greenberg, R., Bichier, P. et al. (2004). Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident neotropical birds. *Ecology*, 85, 2677–2681.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L. (1995). Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269:331–334.
- Thenail, C., Joannon, A., Capitaine, M., Souchère, V., Mignolet, C., Schermann, N., Di Pietro, F., Pons, Y., Gaucherel, C., Viaud, V., Baudry, J. (2009). "The contribution of crop-rotation organization in farms to crop-mosaic patterning at local landscape scales" *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 207-219.
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77, 350–363.
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 5995-6000.

- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Vandemeer, J., Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, 21(1): 274-277.
- Van den Bosch, H., Gitari, J.N., Ogaro, V.N., Maobe, S., Vlamming, J. (1998). Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems (NUTMON). Monitoring nutrient flows and balances in three districts in Kenya. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71: 63–80.
- Van Noordwijk, M., Poulsen, J.G., Ericksen, P.J. (2004). Quantifying off-site effects of land use change: Filters, flows and fallacies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104(1): 19-34.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, et al. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Yachi, S., Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 96, 1463–1468.
- Zavaleta, E. S. and K. B. Hulvey (2004). Realistic Species Losses Disproportionately Reduce Grassland Resistance to Biological Invaders. *Science* 306(5699): 1175-1177.

